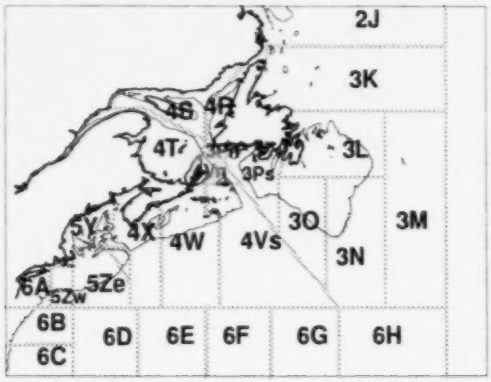
Fisheries and Oceans Pêches et Océans
Maritimes Region

DFO Science
Stock Status Report B3-09(1999)

Porbeagle Shark in NAFO Subareas 3 - 6



Background

The porbeagle shark (Lamna nasus) is a cold-temperate species that occurs in the north Atlantic, south Atlantic and south Pacific oceans. The species range extends from Newfoundland to New Jersey and possibly to South Carolina in the west Atlantic and from Iceland and the western Barents Sea to Morocco and the Mediterranean in the east Atlantic. In the northwest Atlantic, this pelagic shark inhabits inshore and offshore waters colder than 14°C, and is commonly seen in the 6 - 12°C range. Porbeagle sharks move onto the Scotian Shelf in early spring and into the Gulf of St. Lawrence and onto the Grand Banks during the summer and early fall. Segregation occurs by sex and size. Mating probably occurs in the early fall off southern Newfoundland. Porbeagle move south and into deeper water in late fall and are taken off the continental shelf in winter. They are also taken in deep water areas such as Emerald Basin and in the Gulf of Maine during the winter.

The stock structure of the porbeagle shark is relatively unstudied, but independent tagging studies all indicate that there is little or no exchange between the east and west Atlantic. The same studies suggest that only one stock resides in the northwest Atlantic, migrating between the Gulf of Maine and southern Newfoundland on an annual basis. Therefore, the stock is defined by NAFO SA 3 - 6.

Unlike most of the teleosts (bony fishes), the fertilization of eggs occurs internally in elasmobranchs (sharks, skates and rays). In porbeagle sharks, fertilized eggs continue to develop in the uterus of the female and young are born as fully formed juveniles or "pups" after a gestation period of 8-9 months. The young are born at a relatively large size of 65-70 cm, thus reducing the number of potential predators. Pregnant females continue to release eggs and the embryos obtain nourishment by consuming unfertilized eggs in the uterus. The number of young produced annually averages 4 pups per litter. Males mature at about 175 cm fork length while females mature at about 210 cm fork length. The age of first maturity in males occurs at age 7, but is closer to age 14 in females. Porbeagle sharks may live to an age of more than 30 years. Maximum reported size is 320cm fork length and 250kg; however specimens over 250cm are rare.

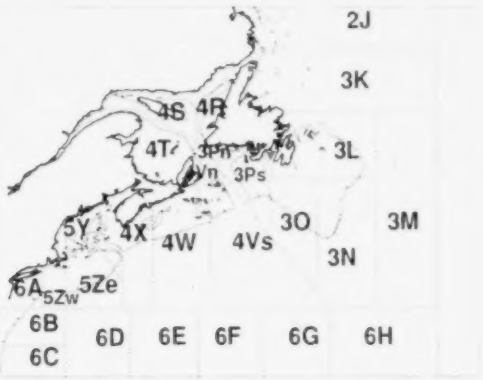
The diet of the porbeagle shark consists primarily of midwater and pelagic fishes, but includes squid and a variety of other fishes. The only likely natural predators are other large sharks.

Summary

- An intensive research program on porbeagle was initiated in 1998 with the support and funding of the shark fishing industry, and in collaboration with the Apex Predator Program of the National Marine Fisheries Service.
- A standardized catch rate analysis indicated that the relative abundance of porbeagle in 1998 was about 50% of its 1991 level. The standardized catch rate of mature porbeagle has declined to 30% of its 1992 level.
- Yield per recruit analysis produced an $F_{0.1}$ reference fishing mortality of 0.08. However, spawning stock biomass is sensitive to even lower levels of F, and will continue to decline at $F_{0.1}$. Natural mortality is about 0.1.
- Independent measures of fishing mortality all suggest that F has been around 0.11 since 1996, about 33% higher than $F_{0.1}$.
- Porbeagle have a low pup production rate and mature considerably after the age they first appear in the fishery. In light of the very low numbers of mature females now found in the population, it is important to protect them, possibly by restricting access to areas and/or seasons where large females are present.

Canada

Porbeagle Shark in NAFO Subareas 3 - 6



Background

The porbeagle shark (Lamna nasus) is a cold-temperate species that occurs in the north Atlantic, south Atlantic and south Pacific oceans. The species range extends from Newfoundland to New Jersey and possibly to South Carolina in the west Atlantic and from Iceland and the western Barents Sea to Morocco and the Mediterranean in the east Atlantic. In the northwest Atlantic, this pelagic shark inhabits inshore and offshore waters colder than 14°C, and is commonly seen in the 6 - 12°C range. Porbeagle sharks move onto the Scotian Shelf in early spring and into the Gulf of St. Lawrence and onto the Grand Banks during the summer and early fall. Segregation occurs by sex and size. Mating probably occurs in the early fall off southern Newfoundland. Porbeagle move south and into deeper water in late fall and are taken off the continental shelf in winter. They are also taken in deep water areas such as Emerald Basin and in the Gulf of Maine during the winter.

The stock structure of the porbeagle shark is relatively unstudied, but independent tagging studies all indicate that there is little or no exchange between the east and west Atlantic. The same studies suggest that only one stock resides in the northwest Atlantic, migrating between the Gulf of Maine and southern Newfoundland on an annual basis. Therefore, the stock is defined by NAFO SA 3 - 6.

Unlike most of the teleosts (bony fishes), the fertilization of eggs occurs internally in elasmobranchs (sharks, skates and rays). In porbeagle sharks, fertilized eggs continue to develop in the uterus of the female and young are born as fully formed juveniles or "pups" after a gestation period of 8-9 months. The young are born at a relatively large size of 65-70 cm, thus reducing the number of potential predators. Pregnant females continue to release eggs and the embryos obtain nourishment by consuming unfertilized eggs in the uterus. The number of young produced annually averages 4 pups per litter. Males mature at about 175 cm fork length while females mature at about 210 cm fork length. The age of first maturity in males occurs at age 7, but is closer to age 14 in females. Porbeagle sharks may live to an age of more than 30 years. Maximum reported size is 320cm fork length and 250kg; however specimens over 250cm are rare.

The diet of the porbeagle shark consists primarily of midwater and pelagic fishes, but includes squid and a variety of other fishes. The only likely natural predators are other large sharks.

Summary

- An intensive research program on porbeagle was initiated in 1998 with the support and funding of the shark fishing industry, and in collaboration with the Apex Predator Program of the National Marine Fisheries Service.
- A standardized catch rate analysis indicated that the relative abundance of porbeagle in 1998 was about 50% of its 1991 level. The standardized catch rate of mature porbeagle has declined to 30% of its 1992 level.
- Yield per recruit analysis produced an $F_{0.1}$ reference fishing mortality of 0.08. However, spawning stock biomass is sensitive to even lower levels of F, and will continue to decline at $F_{0.1}$. Natural mortality is about 0.1.
- Independent measures of fishing mortality all suggest that F has been around 0.11 since 1996, about 33% higher than $F_{0.1}$.
- Porbeagle have a low pup production rate and mature considerably after the age they first appear in the fishery. In light of the very low numbers of mature females now found in the population, it is important to protect them, possibly by restricting access to areas and/or seasons where large females are present.

Canada

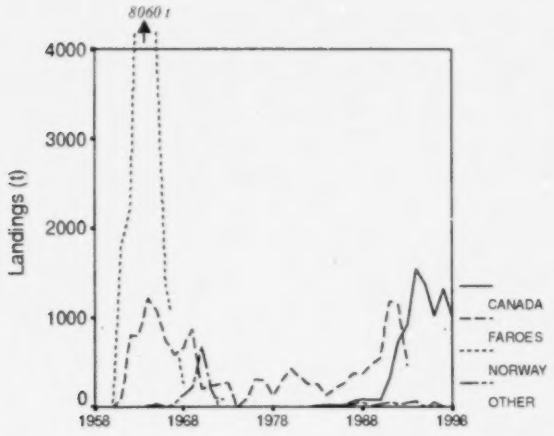
Background

The previous assessment of this resource was limited to a review of landings and catch rates. There was insufficient information available at the time upon which to base any calculations of growth, mortality, abundance or yield.

The Fishery

Landings (t)

Year	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
TAC	-	-	-	-	1000	1000	1000
Foreign	512	66	4	48	2	0	
Canada	919	1549	1379	1024	1304	1008	
TOTAL	1431	1615	1383	1072	1306	1008	

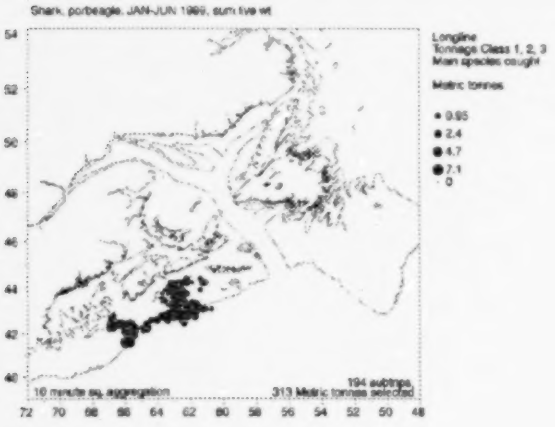


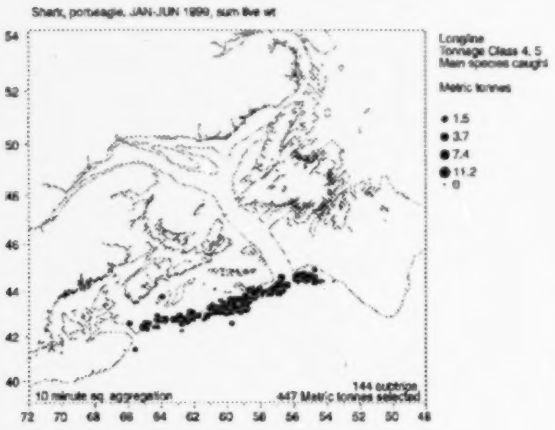
The **fishery** for porbeagle sharks in the Northwest Atlantic (NAFO subareas 3 - 6) started in 1961 when Norwegian vessels began exploratory fishing on a virgin population. These vessels had previously fished for porbeagle in the Northeast Atlantic. They were joined by vessels from the Faroe Islands during the next few years. **Reported landings** in the Northwest Atlantic rose from 1,924t in 1961 to 9,281t in 1964 and then fell to less than 1,000t in 1970 as a result of a collapse of the fishery. Although the fishery was unrestricted, reported landings were less than 500t until 1989. Reported landings rose to 1,917t in 1992, due to increased effort by Faroese vessels and also due to the entry of Canadian interests into this fishery. Faroese participation was phased out of the directed fishery by 1994, at which time total landings by three Canadian offshore pelagic longline vessels and a number of inshore vessels was 1615t. Since that time, the fishery has been almost exclusively Canadian, with landings declining gradually to 1008t in 1998. Catches by foreign vessels fishing outside of Canadian waters are unknown, but are believed to be small. Landings in the first half of 1999 have reached nearly 800t. Since 1996, approximately 2/3 of the directed catch has been made by the 2 remaining offshore vessels; the other 1/3 was made by a fleet of inshore vessels based in Nova Scotia.

Canada introduced a shark management plan in 1995 which defined a non-restrictive catch guideline of 1,500t. In 1997, a TAC of 1000t was imposed under the **1997-99 Shark Management Plan**. Landings reached or exceeded the TAC in both 1997 and 1998.

Porbeagle sharks are taken almost exclusively by a Canadian directed longline fishery. **By-catch** in the Canadian swordfish longline fishery, the Japanese tuna longline fishery, and various inshore fisheries is minimal, seldom exceeding 40t in recent years. There is almost no recreational fishery for porbeagle sharks.

The **geographic location and timing of the fishery** is different for the inshore and offshore fleets. Both fleets fish the Scotian Shelf in the spring, but the offshore fleet concentrates on the Shelf edge while the inshore fishery extends well onto the Shelf. There is little directed effort for porbeagle by the inshore fleet in the fall; most of the fall catch is made by the offshore fleet fishing off southern Newfoundland and in the Gulf of St. Lawrence. There was no directed fishery during the summer of 1999 when the industry voluntarily agreed to reserve quota for the fall.





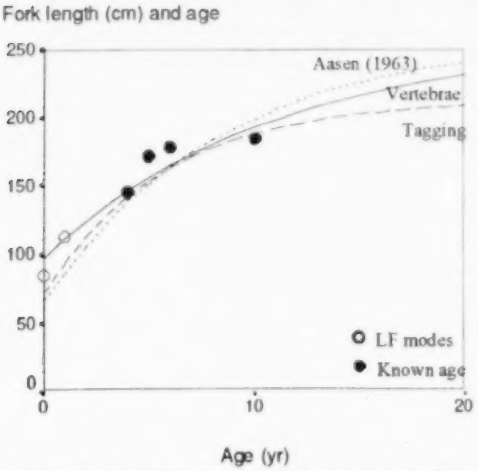
The **size composition** of the 1999 spring catch was smaller than that of 1998, with mean fork lengths of 140 and 155 cm, respectively. While both fleets caught some larger (>200 cm) sharks at various locations on the Scotian Shelf and on Georges Bank, most were taken by the inshore fleet at shallower depths or at locations closer to shore than those fished by the offshore fleet.

Resource Status

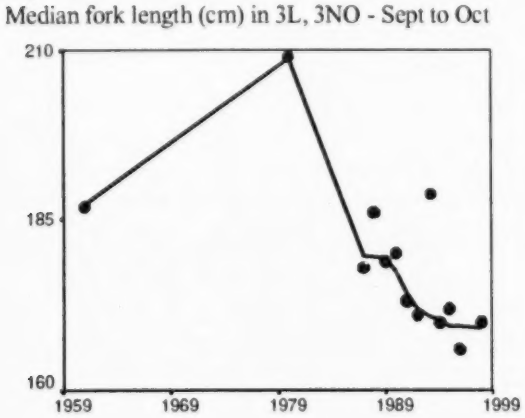
An intensive **research program** on porbeagle shark was initiated in 1998 with the support and funding of the shark fishing industry. On-board collection of detailed measurements and tissues were made by scientific staff, while members of the fishing industry measured more than 75% of all sharks landed in 1998 and 1999. This information provided a view of the resource that is seldom possible in other fisheries, and greatly assisted in the preparation of this stock assessment. In addition, collaboration with the Apex Predator Program of NMFS in the USA provided access to both expertise and unpublished data. As a result, our understanding of porbeagle biology and population dynamics has increased considerably in the past 2 years.

The **stock structure and migration** pattern of porbeagle was studied through analyses of unpublished Norwegian, Canadian and US tagging studies carried out since the 1960s. All three studies demonstrated extensive annual migrations of porbeagle between the Gulf of Maine and the Gulf of St. Lawrence/southern Newfoundland, with no evidence of more than one stock. There was also no evidence of stock mixing between the western and eastern Atlantic.

The **age and growth rate** of porbeagle was determined through examination of growth bands on the vertebrae of 315 sharks. The accuracy of the growth bands as age indicators was confirmed through analysis of length frequency modes (for ages 0-1), recaptures of porbeagle tagged as 0-group which were at liberty for 4-6 years, recaptures of porbeagle injected with tetracycline at the time of tagging, and analysis of growth rates in 48 tagged porbeagle at liberty for 1-6 years. There were no obvious differences in growth rate between males and females, although the age at maturity in females was considerably older (age 14; 212 cm FL) than in males (age 7; 170 cm FL). The longevity of porbeagle sharks appears to be between 30-40 years.

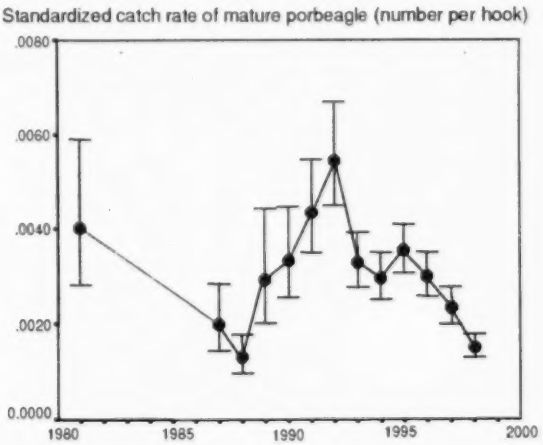


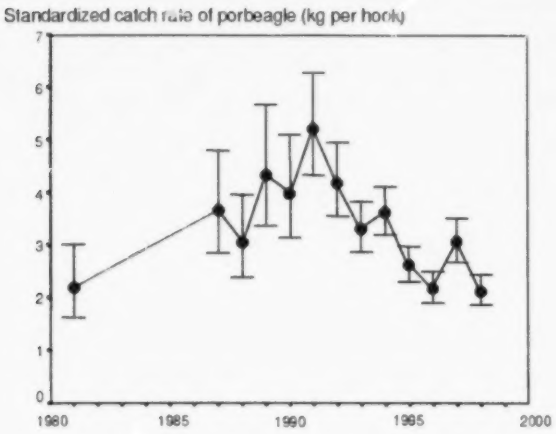
Annual trends in length composition were examined for evidence of overexploitation. Fall catches on the Grand Banks, a presumed mating ground, have generally been dominated by large sexually mature porbeagle, but the median fork length has declined since the early 1980s, suggesting a reduced abundance of large sharks. While there were no consistent changes in the length composition of spring catches on the Scotian Shelf, the latter has usually been composed of smaller, mainly immature sharks.



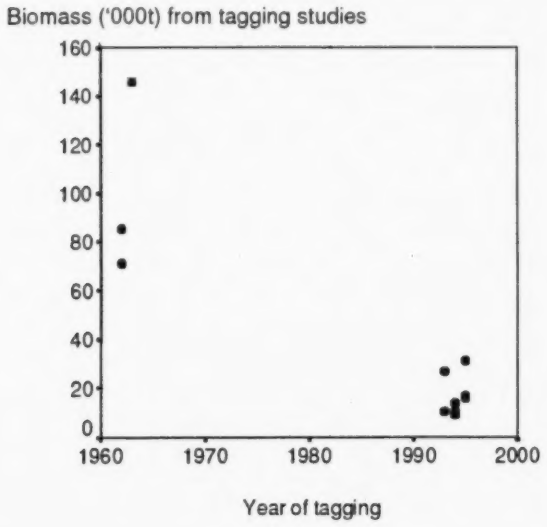
Trends in commercial catch rate were used as indicators of abundance, both in terms of overall biomass (kg/hook) and in terms of the numbers of sexually mature (>200 cm FL) individuals per hook. The catch rates of sexually mature animals in both offshore vessels declined substantially in most areas after 1994, although the 1998 fall catch rates may have been affected by the early closure of the fishery. The history for the inshore fleet is much shorter, but significant declines in the catch rates of mature sharks were observed in most areas since 1997 or 1998. In contrast, the overall catch rates (kg/hook) of both fleets have not shown consistent trends in recent years.

A **standardized catch rate analysis** showed a marked increase in the catch rate of large sharks between 1988 and 1992, followed by an equally marked decline to a very low level in 1998 (to about 30% of its peak level). This trend is consistent with the gradual entry of the Canadian fleet into the fishery in the early 1990s, followed by reduced abundance of the mature fish due to heavy fishing. The standardized catch rate for all size classes (kg/hook) showed a similar, but less marked, decline since 1991 (to 50% of its peak level), although catch rates have been relatively stable since 1996.



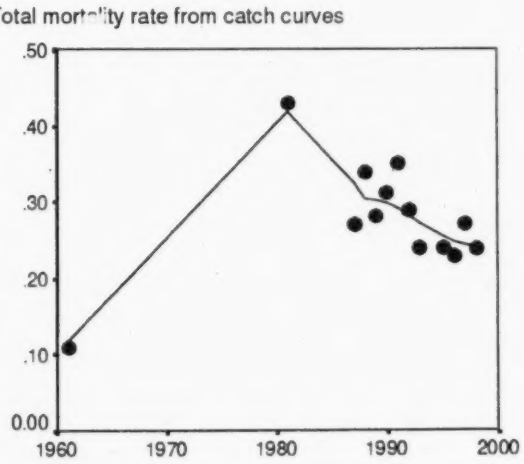


The **stock abundance** of both the virgin population of the 1960s and that of the fished population in the 1990s was estimated through Peterson analysis of tag recaptures. The independent tagging studies of the US and Canada provided similar estimates of population biomass between 1994 and 1997. These population estimates were about 15-20% of the size of the virgin population tagged by the Norwegians.



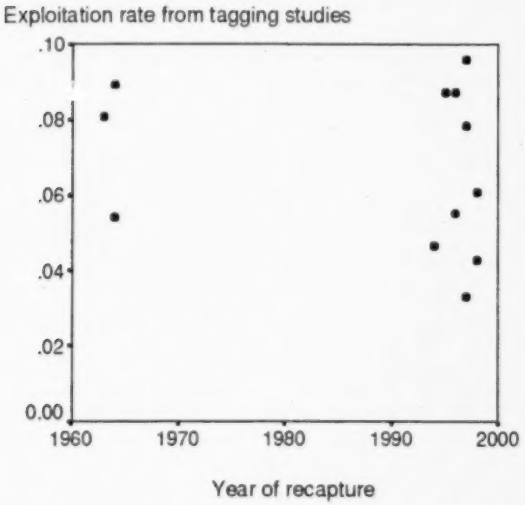
The **age composition** of past and present landings was reconstructed using the growth model described earlier as applied to annual reconstructions of population length frequency. Prior to 1991, the age of full recruitment off southern Newfoundland in the fall generally varied between 10-14 years, suggesting that this area serves as a mating ground. However, the age of full recruitment to the fishery has dropped to an age of less then 5 years since 1991.

Total mortality rates were estimated from annual and seasonal catch curves. Catch curves for the virgin 1961 population indicated a natural mortality rate (M) of about 0.1. Total mortality rates for all years subsequent have been considerably higher, but generally lie between 0.17 and 0.35. Total mortality appears to have declined slightly since the 1980s, with the rate for the past 5 years being on the order of 0.17-0.25. By subtracting the rate of natural mortality, this would provide an estimate of 0.07-0.15 for recent fishing mortality.



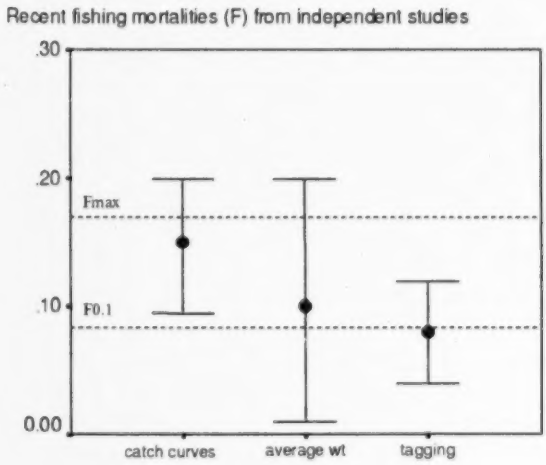
Exploitation rate of both the virgin population of the 1960s and that of the fished population in the 1990s was estimated through Peterson analysis of tag recaptures. The independent tagging studies of the US and Canada provided similar estimates of exploitation rate since 1994, varying between 3-9% with a mean of about 7%. This estimate is only slightly lower than that observed during the intensive fishing

of the mid 1960s, just prior to the collapse of the fishery.



Yield per recruit analysis was based on the calculated growth model, an empirically-determined length-weight relationship, the estimate of M=0.1 determined from the catch curve analysis, and an assumed selectivity curve. The estimated $F_{0.1}$ value was 0.083 while F_{max} was estimated to be 0.17. Because the age of capture occurs well before the age of sexual maturity, spawning stock numbers would be expected to be susceptible to even modest fishing mortalities (<0.05), reminiscent of the decline which was observed in the catch rate of sexually mature porbeagle. The reference point at which the spawning population is maintained at 30% of its original level is F_{30} = 0.067. It is considered that 30% of the virgin biomass should be viewed as a minimum level, and that higher levels of biomass (lower F) are likely to be required to sustain a spawning population. An independent calculation of **minimum replacement mortality rate** estimated from life table analysis indicates that a fishing mortality of less than about 0.07 is required if the spawning numbers are to be maintained.

This assessment contains several independent measures of **recent fishing mortality**. Fishing mortalities estimated from catch curves, Peterson exploitation rates and the mean weight in the catch (compared to that expected of $F_{0.1}$ catches) all suggested that fishing mortalities between 1996-1998 were between that of $F_{0.1}$ and F_{max}, with a mean F of about 0.11. Since both fishing effort and quotas were stable between 1996-1998, these results suggest that the recent level of F has been about 33% higher than $F_{0.1}$ = 0.08.



Sources of Uncertainty

There are several sources of uncertainty in this assessment. There are large gaps in our understanding of porbeagle reproduction, including uncertainty in the size and age of female sexual maturity, and the location of the pupping grounds. Mature sharks are seldom seen in the winter and spring, and their overwintering grounds remain unknown. This uncertainty affects the estimation of spawning stock size, and could also influence yield projections through effects on availability.

Other sources of uncertainty include some of the assumptions of the Peterson tag analysis, specifically those dealing with tag-induced mortality and tag loss rates. The age determination of old sharks (>10 yr) remains unvalidated, and could affect the accuracy of

the catch curve calculations. In any event, further age determinations are required to more accurately reconstruct age composition from length composition.

Outlook

Porbeagle sharks produce few offspring and mature at a late age compared to the age of first capture. This combination of life history characteristics makes porbeagle highly susceptible to over-exploitation. Average catches of about 4500t per year in the early 1960s resulted in a fishery which collapsed after only 6 years, and which did not fully recover for another 20 years. However, the fishery appeared sustainable during the 1970s and 1980s when landings averaged 350t annually. Catches of 1000-2000t throughout the 1990s appear to have impacted the population, producing lower catch rates and markedly lower numbers of mature females.

The provisional TAC of 1000t introduced in 1996 was based on very limited scientific information, and did not include any estimates of yield, mortality or stock abundance. Nevertheless, it has apparently been effective in reducing overall mortality closer to a sustainable level. Recent catches averaging 1130t per year (1996-1998) have resulted in fishing mortality rates which exceed $F_{0.1}$ by 33%. However, the life history characteristics of porbeagle suggest that a sustainable spawning stock will require an overall fishing mortality which is somewhat less than $F_{0.1}$. Alternatively, a fishing mortality equal to $F_{0.1}$ on the immature population may be sustainable if the mature population is protected.

The life history characteristics of porbeagle indicate that the diminishing population of mature females needs to be protected. In light of the size segregation by season and location, reduced mortality of mature females may be achieved by restricting access to areas and/or seasons where large females are present.

Industry funding and support for the scientific study of this stock improved the accuracy and precision of the stock assessment, and should help ensure the sustainability of the fishery.

For More Information

Contact:

Steven Campana
Marine Fish Division
Bedford Institute of Oceanography
P.O. Box 1006, Dartmouth
Nova Scotia, B2Y 4A2

TEL: (902) 426-3233
FAX: (902) 426-9710
E-Mail: campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

References

Aasen, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the North West Atlantic. Rep. Norwegian Fish. Mar. Invest. 13:20-37.

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, P. Hurley, M. Showell and D. Kulka. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Res Doc. 99/158.

This report is available from the:

Maritimes Provinces
Regional Advisory Process
Department of Fisheries and Oceans
P.O. Box 1006, Stn. B205
Dartmouth, Nova Scotia
Canada B2Y 4A2
Phone number: 902-426-7070
e-mail address: myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca

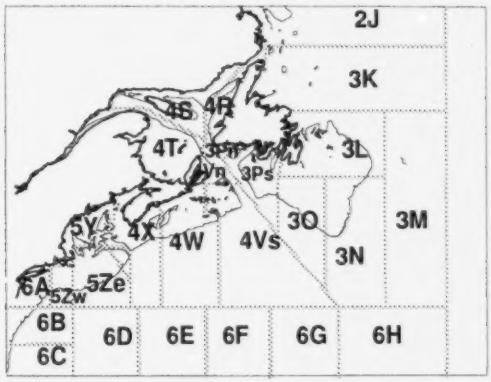
Internet address: www.dfo-mpo.gc.ca/csas
ISSN: 1480-4913

La version française est disponible à l'adresse ci-dessus.

Correct citation for this publication:

DFO 1999. Porbeagle shark in NAFO subareas 3-6. DFO Sci. Stock Status Rept. B3-09 (1999).

Requin-taupe commun des sous-zones 3 – 6 de l'OPANO



Renseignements de base

Le requin-taupe commun (Lamna nasus) est une espèce présente dans les eaux de l'Atlantique nord, de l'Atlantique sud et du Pacifique sud qui sont de froides à tempérées. Son aire de distribution va, dans l'Atlantique ouest, de Terre-Neuve au New Jersey, voire à la Caroline du Sud, et dans l'Atlantique est, de l'Islande et de l'ouest de la mer de Barents au Maroc et à la Méditerranée. Dans l'Atlantique nord-ouest, ce requin pélagique vit dans les eaux de la côte et du large dont la température est inférieure à 14°C, et on le trouve fréquemment dans les eaux de 6 à 12°C. Le requin-taupe commun arrive sur le plateau néo-écossais à la fin du printemps et dans le golfe du Saint-Laurent et sur les Grands Bancs de Terre-Neuve en été et au début de l'automne. Il se sépare par sexe et par taille. L'accouplement a probablement lieu au début de l'automne au sud de Terre-Neuve. Le requin-taupe commun migre au Sud vers les eaux plus profondes en automne et on le capture en hiver au large du plateau continental ainsi que dans les eaux profondes, comme le bassin Émeraude et le golfe du Maine.

La structure du stock de requin-taupe commun a été relativement peu étudiée, mais des études de marquage indépendantes indiquent toutes qu'il y a peu ou pas d'échange entre l'est et l'ouest de l'Atlantique. Ces mêmes études semblent indiquer qu'il n'existe qu'un seul stock dans l'Atlantique nord-ouest, qui migre annuellement entre le golfe du Maine et le sud de Terre-Neuve. On a donc défini ce stock comme étant celui des sous-zones 3 - 6 de l'OPANO.

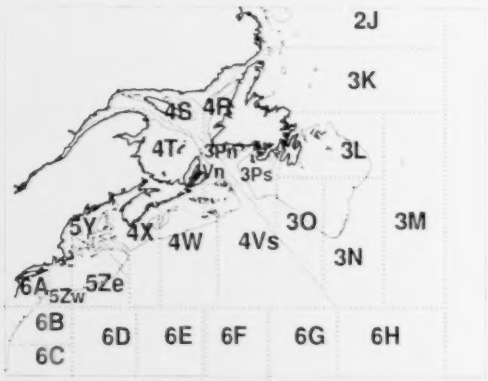
Contrairement à ce qui se produit chez la majorité des poissons téléostéens, (poissons à arêtes), la fertilisation des oeufs est interne chez les élasmobranches (requins et raies). Chez le requin-taupe commun, les oeufs fertilisés continuent de se développer dans l'utérus des femelles et les petits sont pleinement développés à leur naissance, au terme d'une période de gestation de 8 à 9 mois. Les requins-taupes communs naissants ont une assez grande taille, de 65 à 70 cm, ce qui réduit le nombre de leurs prédateurs éventuels. Comme les femelles pleines continuent de produire des oeufs, les embryons se nourrissent dans l'utérus des oeufs non fertilisés. Le nombre de petits produits chaque année (la portée) se situe en moyenne à quatre. Les mâles atteignent la maturité à environ 175 cm de longueur à la fourche et les femelles à environ 210 cm de longueur à la fourche. On estime que la maturité est atteinte pour la première fois à l'âge 7 chez les mâles; les femelles sont proches de l'âge 14 quand elles arrivent à maturité. Le requin-taupe commun peut vivre plus de 30 ans. Le plus grand spécimen qu'on ait signalé avait une longueur à la fourche de 320 cm et pesait 250 kg; toutefois, les animaux de plus de 250 cm sont rares.

Le requin-taupe commun se nourrit surtout de poissons pélagiques et semi-pélagiques, mais également d'encornet et d'une variété d'autres poissons. Ses seuls prédateurs naturels probables sont les plus gros requins.

Sommaire

- Un programme de recherche intensive sur le requin-taupe commun a été lancé en 1998 avec l'appui et le financement de l'industrie de la pêche du requin et en collaboration avec les responsables du Apex Predator Program du National Marine Fisheries Service.
- Selon une analyse du taux de prises normalisé, l'abondance relative du requin-taupe commun en 1998 se situait à environ 50 % de son niveau de 1991. Le taux de prises normalisé des requins-taupes communs matures a fléchi à 30 % de son niveau de 1992.
- Il ressort d'une analyse du rendement par recrue que la mortalité de référence par pêche à $F_{0,1}$ était de 0,08. Toutefois, la biomasse du stock de reproducteurs est sensible à des niveaux F encore plus bas et continuera de diminuer à $F_{0,1}$. La mortalité naturelle est d'environ 0,1.
- Des mesures indépendantes de la mortalité par pêche semblent toutes indiquer que F s'est situé alentour de 0,11 depuis 1996, à environ 33 % de plus que $F_{0,1}$.
- Le requin-taupe commun produit peu de petits et arrive à maturité très longtemps après sa première apparition dans la pêche. Compte tenu du très petit nombre de femelles matures présent actuellement dans la population, il est important de les protéger, peut-être en restreignant l'accès aux zones et/ou aux saisons dans lesquelles les grandes femelles sont présentes.

Requin-taupe commun des sous-zones 3 – 6 de l'OPANO



Renseignements de base

Le requin-taupe commun (Lamna nasus) est une espèce présente dans les eaux de l'Atlantique nord, de l'Atlantique sud et du Pacifique sud qui sont de froides à tempérées. Son aire de distribution va, dans l'Atlantique ouest, de Terre-Neuve au New Jersey, voire à la Caroline du Sud, et dans l'Atlantique est, de l'Islande et de l'ouest de la mer de Barents au Maroc et à la Méditerranée. Dans l'Atlantique nord-ouest, ce requin pélagique vit dans les eaux de la côte et du large dont la température est inférieure à 14°C, et on le trouve fréquemment dans les eaux de 6 à 12°C. Le requin-taupe commun arrive sur le plateau néo-écossais à la fin du printemps et dans le golfe du Saint-Laurent et sur les Grands Bancs de Terre-Neuve en été et au début de l'automne. Il se sépare par sexe et par taille. L'accouplement a probablement lieu au début de l'automne au sud de Terre-Neuve. Le requin-taupe commun migre au Sud vers les eaux plus profondes en automne et on le capture en hiver au large du plateau continental ainsi que dans les eaux profondes, comme le bassin Emeraude et le golfe du Maine.

La structure du stock de requin-taupe commun a été relativement peu étudiée, mais des études de marquage indépendantes indiquent toutes qu'il y a peu ou pas d'échange entre l'est et l'ouest de l'Atlantique. Ces mêmes études semblent indiquer qu'il n'existe qu'un seul stock dans l'Atlantique nord-ouest, qui migre annuellement entre le golfe du Maine et le sud de Terre-Neuve. On a donc défini ce stock comme étant celui des sous-zones 3 - 6 de l'OPANO.

Contrairement à ce qui se produit chez la majorité des poissons téléostéens, (poissons à arêtes), la fertilisation des oeufs est interne chez les élasmobranches (requins et raies). Chez le requin-taupe commun, les oeufs fertilisés continuent de se développer dans l'utérus des femelles et les petits sont pleinement développés à leur naissance, au terme d'une période de gestation de 8 à 9 mois. Les requins-taupes communs naissants ont une assez grande taille, de 65 à 70 cm, ce qui réduit le nombre de leurs prédateurs éventuels. Comme les femelles pleines continuent de produire des oeufs, les embryons se nourrissent dans l'utérus des oeufs non fertilisés. Le nombre de petits produits chaque année (la portée) se situe en moyenne à quatre. Les mâles atteignent la maturité à environ 175 cm de longueur à la fourche et les femelles à environ 210 cm de longueur à la fourche. On estime que la maturité est atteinte pour la première fois à l'âge 7 chez les mâles; les femelles sont proches de l'âge 14 quand elles arrivent à maturité. Le requin-taupe commun peut vivre plus de 30 ans. Le plus grand spécimen qu'on ait signalé avait une longueur à la fourche de 320 cm et pesait 250 kg; toutefois, les animaux de plus de 250 cm sont rares.

Le requin-taupe commun se nourrit surtout de poissons pélagiques et semi-pélagiques, mais également d'encornet et d'une variété d'autres poissons. Ses seuls prédateurs naturels probables sont les plus gros requins.

Sommaire

- Un programme de recherche intensive sur le requin-taupe commun a été lancé en 1998 avec l'appui et le financement de l'industrie de la pêche du requin et en collaboration avec les responsables du Apex Predator Program du National Marine Fisheries Service.
- Selon une analyse du taux de prises normalisé, l'abondance relative du requin-taupe commun en 1998 se situait à environ 50 % de son niveau de 1991. Le taux de prises normalisé des requins-taupes communs matures a fléchi à 30 % de son niveau de 1992.
- Il ressort d'une analyse du rendement par recrue que la mortalité de référence par pêche à $F_{0,1}$ était de 0,08. Toutefois, la biomasse du stock de reproducteurs est sensible à des niveaux F encore plus bas et continuera de diminuer à $F_{0,1}$. La mortalité naturelle est d'environ 0,1.
- Des mesures indépendantes de la mortalité par pêche semblent toutes indiquer que F s'est situé alentour de 0,11 depuis 1996, à environ 33 % de plus que $F_{0,1}$.
- Le requin-taupe commun produit peu de petits et arrive à maturité très longtemps après sa première apparition dans la pêche. Compte tenu du très petit nombre de femelles matures présent actuellement dans la population, il est important de les protéger, peut-être en restreignant l'accès aux zones et/ou aux saisons dans lesquelles les grandes femelles sont présentes.

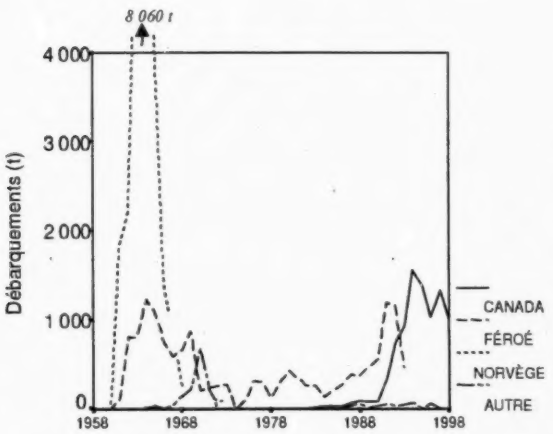
Renseignements de base

L'évaluation précédente de cette ressource se limitait à un examen des débarquements et des taux de prises. Les renseignements dont on disposait alors étaient insuffisants pour servir de base à des calculs de la croissance, de la mortalité, de l'abondance ou du rendement.

La pêche

Débarquements (t)

Année	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
TAC	-	-	-	-	1 000	1 000	1 000
Étranger	512	66	4	48	2	0	
Canada	919	1 549	1 379	1 024	1 304	1 008	
TOTAL	1 431	1 615	1 383	1 072	1 306	1 008	



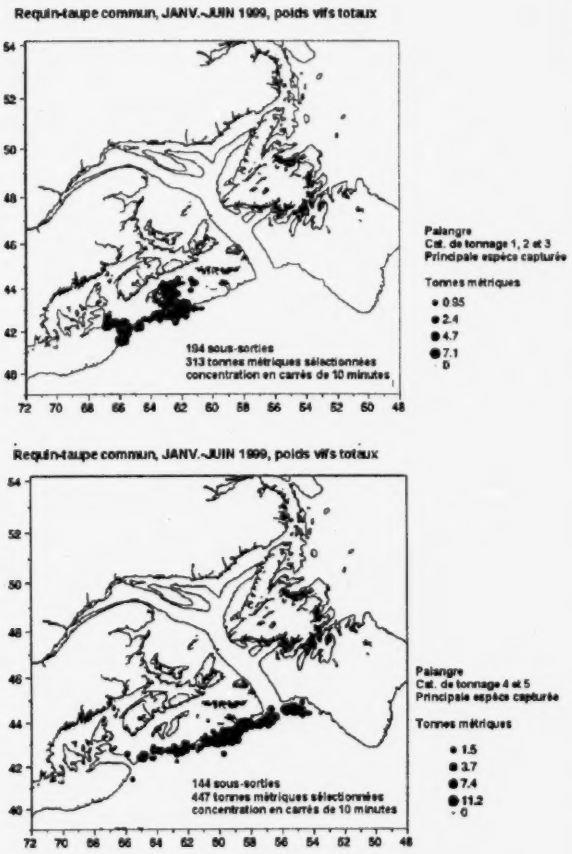
La **pêche** du requin-taupe commun dans l'Atlantique nord-ouest (zones 3-6 de l'OPANO) a commencé en 1961, sous forme de pêche exploratoire au sein d'une population vierge par des navires norvégiens, qui avaient auparavant pêché ce requin dans l'Atlantique nord-est. Au cours des années qui suivirent, des navires des îles Féroé vinrent se joindre à eux. Les **débarquements déclarés** dans l'Atlantique nord-ouest passèrent de 1 924 t en 1961 à 9 281 t en 1964, pour chuter ensuite sous les 1 000 t en 1970, en raison d'un effondrement de la pêche. Bien que la pêche n'ait pas été restreinte, les débarquements déclarés ont été inférieurs à 500 t jusqu'en 1989. Ils passèrent à 1 917 t en 1992, en raison d'un accroissement de l'effort de la flottille des îles Féroé et aussi de l'arrivée des Canadiens dans la pêche. En 1994, la flottille des îles Féroé avait été éliminée de la pêche sélective et les débarquements totaux de trois palangriers pélagiques de haute mer et de divers bateaux de pêche côtière canadiens s'élevaient à 1 615 t. Depuis lors, la pêche a été presque exclusivement canadienne et les débarquements ont progressivement diminué pour se situer à 1 008 t en 1998. On ne connaît pas les prises des navires étrangers hors des eaux canadiennes, mais on croit qu'elles sont faibles. Dans la première moitié de 1999, les débarquements ont atteint près de 800 t. Depuis 1996, environ 2/3 des prises sélectives proviennent des deux navires de pêche hauturière restant en activité. Le tiers restant est capturé par une flottille de bateaux de pêche côtière ayant ses ports d'attache en Nouvelle-Écosse.

En 1995, le Canada a adopté un plan de gestion du requin, fixant un niveau de prises non restrictif de 1 500 t. En 1997, le **Plan de gestion du requin de 1997-1999** fixait un TAC de 1 000 t. Ce TAC a été atteint ou dépassé en 1997 et en 1998.

Les requins-taupes communs sont capturés presque exclusivement dans le cadre d'une pêche canadienne sélective. Les **prises accessoires** de la pêche canadienne de l'espadon à la palangre, de la pêche japonaise du thon à la palangre et de diverses pêches côtières sont minimes et ont rarement été supérieures à 40 t ces dernières années. Il n'y a pratiquement pas de pêche récréative du requin-taupe commun.

Le **lieu et la période de pêche** diffèrent dans la pêche côtière et dans la pêche hauturière. Les deux flottilles pêchent sur le plateau néo-écossais au printemps, mais la flottille de pêche

hauturière concentre son activité sur le bord du plateau tandis que la pêche côtière s'étend sur une bonne partie du plateau. Il y a peu d'effort de pêche sélective du requin-taupe commun de la part de la flottille de pêche côtière en automne. La plupart des prises d'automne viennent de la flottille de pêche hauturière, qui évolue alors au sud de Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent. Il n'y a pas eu de pêche sélective en été 1999, l'industrie ayant alors accepté volontairement de réserver son quota à la pêche d'automne.



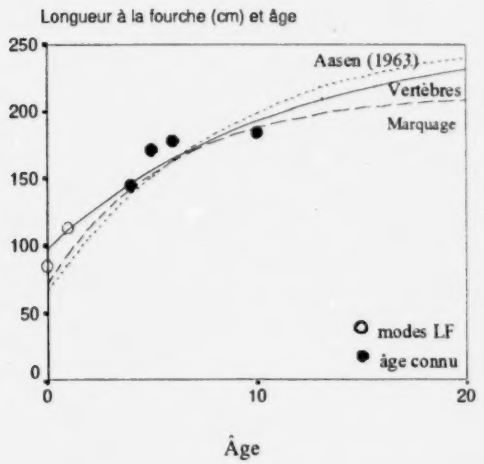
La **composition selon la taille** dans les prises du printemps 1999 était plus petite qu'en 1998; les longueurs moyennes à la fourche étant de 140 et de 155 cm, respectivement. Quoique les deux flottilles aient capturé des grands requins (>200 cm) en divers endroits du plateau néo-écossais et du banc Georges, la plupart de ces poissons ont été pêchés surtout par la flottille de pêche côtière à de faibles profondeurs ou dans des lieux plus proches des côtes que ceux qui étaient exploités par la flottille de pêche hauturière.

État de la ressource

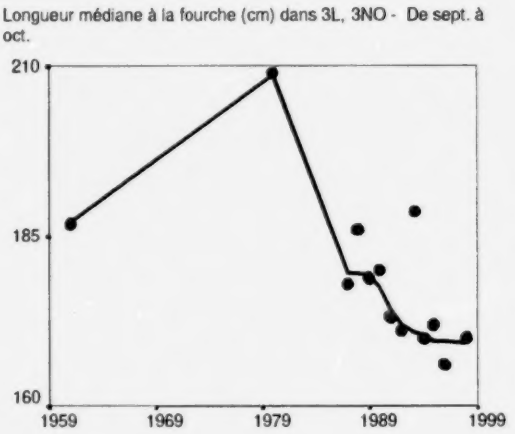
Un **programme de recherche** intensive sur le requin-taupe commun a été lancé en 1998 avec l'appui et le financement de l'industrie de la pêche du requin. Dans le cadre de ce programme, le personnel scientifique a recueilli à bord des tissus et des mesures détaillées, tandis que les membres de l'industrie de la pêche ont mesuré plus de 75 % des requins débarqués en 1998 et 1999. Les renseignements ainsi recueillis ont permis d'obtenir une image de la ressource qu'il est rarement possible d'avoir dans d'autres pêches et qui a été d'une grande utilité dans la présente évaluation. De plus, une collaboration avec les responsables du Apex Predator Program, du NMFS des États-Unis, nous a permis d'accéder à une expertise et à des données non publiées. Grâce à tout cela, notre connaissance de la biologie et de la dynamique de population du requin-taupe commun s'est considérablement accrue au cours des deux dernières années.

On a étudié la **structure du stock et les migrations** du requin-taupe commun dans le cadre d'analyses des résultats non publiés d'études de marquage réalisées par les Norvégiens, par les Canadiens et par les Américains depuis les années 1960. Ces trois études révélaient l'existence d'importantes migrations annuelles du requin-taupe commun entre le golfe du Maine et le golfe du Saint-Laurent/le sud de Terre-Neuve et ne fournissaient aucun indice de la présence de plus d'un stock. On n'y décelait pas non plus de preuves d'un mélange de stocks entre l'ouest et l'est de l'Atlantique.

On a déterminé l'**âge et le taux de croissance** du requin-taupe commun par l'examen des lignes de croissance sur les vertèbres de 315 requins. La fiabilité des lignes de croissance comme indicateurs de l'âge a été confirmée par une analyse des modes de fréquence de longueurs (pour les âges 0-1), par des recaptures de requins-taupes communs du groupe 0 qui avaient été marqués et laissés en liberté pendant 4 à 6 ans, par des recaptures de requins-taupes communs ayant reçu une injection de tétracycline lors du marquage et par une analyse du taux de croissance de 48 requins-taupes communs marqués et laissés en liberté pendant 1 à 6 ans. Il n'y avait pas de différence manifeste dans le taux de croissance entre les mâles et les femelles, quoique l'âge de la maturité chez les femelles était considérablement plus élevé (âge 14; 212 cm de LF) que chez les mâles (âge 7; 170 cm de LF). La longévité des requins-taupes communs semble se situer entre 30 et 40 ans.



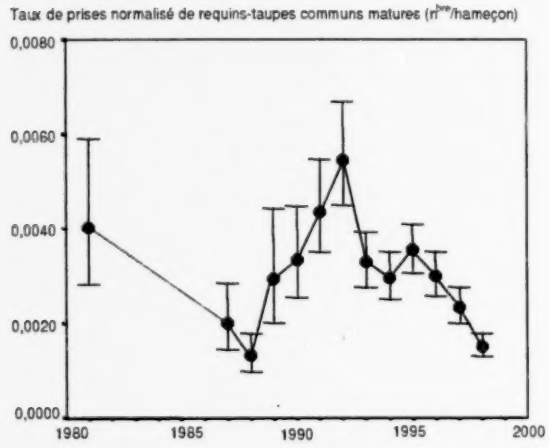
On a examiné les **tendances annuelles de la composition selon la longueur** pour déterminer s'il y avait surexploitation. Les prises d'automne sur les Grands Bancs, lieu d'accouplement présumé, ont été en général dominées par des grands requins-taupes communs ayant atteint la maturité sexuelle, mais la longueur à la fourche médiane a diminué depuis le début des années 1980, ce qui donne à croire à une diminution de l'abondance des grands requins. Bien qu'il n'y ait pas de changements cohérents dans la composition selon la longueur parmi les prises de printemps en provenance du plateau néo-écossais, celles-ci comprenaient en général des requins plus petits et essentiellement immatures.

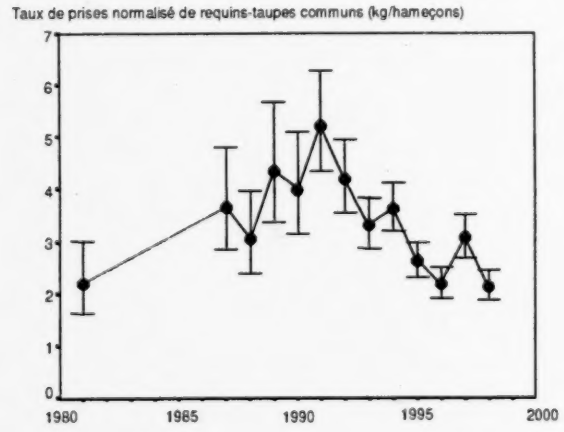


Les **tendances des taux de prises commerciales** ont servi d'indicateurs de l'abondance, tant pour ce qui est de la biomasse globale (kg/hameçon) que du nombre de spécimens matures (>200 cm LF) par hameçon. Les taux de prises des animaux ayant atteint la maturité sexuelle obtenus par les deux navires de pêche hauturière ont notablement diminué dans la plupart des secteurs après 1994, quoique les taux de prises de l'automne 1998 aient pu être influencés par la fermeture précoce de la pêche. Les antécédents de la flottille de pêche côtière sont bien plus courts, mais celle-ci a connu des diminutions importantes de ses taux de prises dans la plupart des secteurs depuis 1997 ou 1998. En revanche, le taux de prises global (kg/hameçon) des deux flottilles n'a pas présenté de tendances cohérentes ces dernières années.

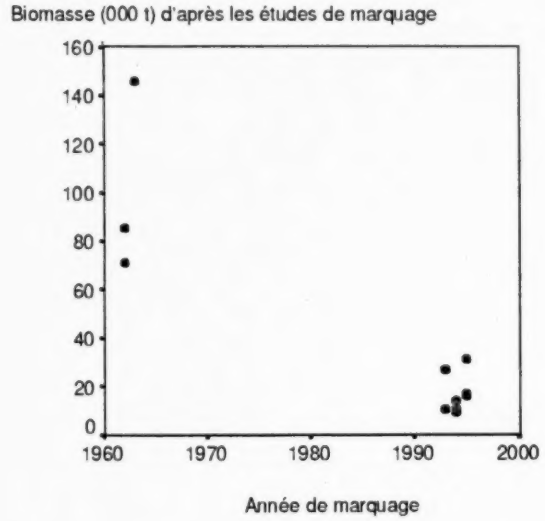
Une **analyse du taux de prises normalisé** dénotait une nette augmentation du taux de prises des grands requins entre 1988 et 1992,

suivie d'une baisse tout aussi nette, jusqu'à un niveau très bas en 1998 (à environ 30 % du niveau maximal). Cette tendance correspond à l'arrivée progressive des navires canadiens dans la pêche au début des années 1990, qui a été suivie d'une diminution de l'abondance des poissons matures en raison d'une forte exploitation. Le taux de prises normalisé (kg/hameçon) pour toutes les catégories de taille dénotait un fléchissement comparable, mais moins marqué, depuis 1991 (à 50 % du niveau maximal), quoique les prises aient été relativement stables depuis 1996.





On a estimé l'**abondance du stock** de la population vierge des années 1960 et de la population exploitée des années 1990 grâce à une analyse de Peterson des poissons marqués recapturés. Les études de marquage indépendantes des États-Unis et du Canada ont abouti à des estimations comparables de la biomasse de population entre 1994 et 1997. Ces estimations de population étaient de l'ordre d'environ 15-20 % de l'effectif de la population vierge marquée par les Norvégiens.

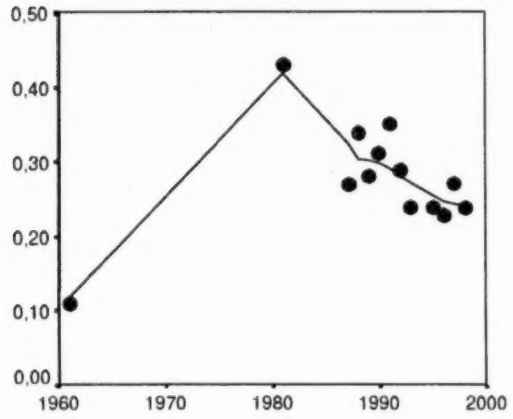


On a reconstitué la **composition selon l'âge** dans les débarquements passés et présents en utilisant le modèle de croissance décrit plus tôt, qui avait été appliqué aux reconstitutions de la fréquence annuelle de longueurs parmi la population. Avant 1991, l'âge du plein recrutement au sud de Terre-Neuve en automne variait généralement entre 10 et 14 ans, ce qui laisse croire que cette région sert de lieu d'accouplement. Toutefois, l'âge de plein recrutement à la pêche est tombé en dessous de 5 ans depuis 1991.

Les **taux de mortalité totale** ont été estimés d'après les courbes de prises annuelles et saisonnières. Les courbes de prises parmi la population vierge de 1961 dénotaient un taux de mortalité naturelle (M) d'environ 0,1. Dans toutes les années subséquentes, le taux de mortalité totale a été considérablement plus élevé, se situant habituellement entre 0,17 et

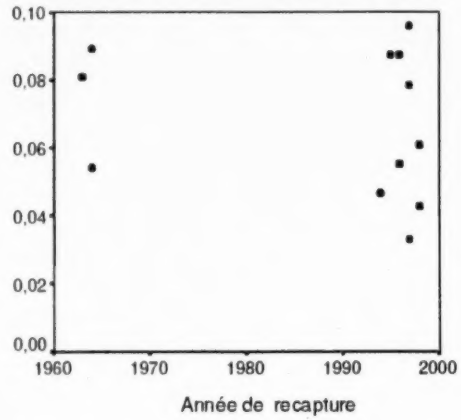
0,35. La mortalité totale semble avoir diminué légèrement depuis les années 1980, le taux des 5 dernières années étant de l'ordre de 0,17 à 0,25. En soustrayant le taux de mortalité naturelle, on obtiendrait une estimation de 0,07-0,15 de la mortalité par pêche récente.

Mortalité totale d'après les courbes de prises



On a estimé le **taux d'exploitation** de la population vierge des années 1960 et de la population exploitée par la pêche dans les années 1990 en effectuant une analyse de Peterson sur les recaptures d'animaux marqués. Les études de marquage indépendantes des États-Unis et du Canada ont abouti à des estimations comparables du taux d'exploitation depuis 1994, qui variaient entre 3 et 9 % pour se situer en moyenne à environ 7 %. Ce taux estimé n'est que légèrement inférieur à celui qui a été observé durant la pêche intensive du milieu des années 1960, juste avant l'effondrement de la pêche.

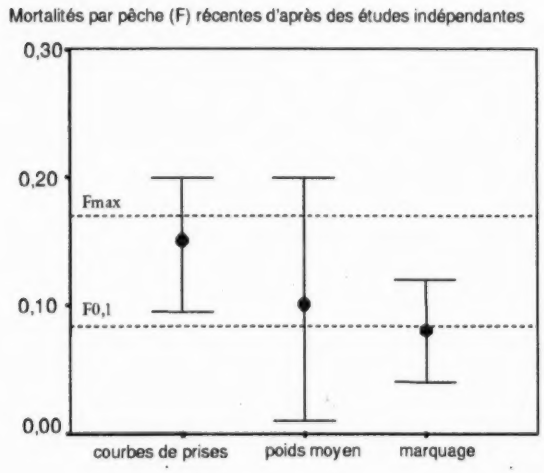
Taux d'exploitation selon les études de marquage



L'**analyse du rendement par recrue** a été fondée sur le modèle de croissance calculée, sur une relation empirique de la longueur et du poids, sur l'estimation M=0,1 découlant de l'analyse de la courbe des prises et sur une courbe de sélectivité hypothétique. La valeur estimée $F_{0,1}$ était de 0,083 tandis que la valeur estimée F_{max} était de 0,17. Comme la recapture a lieu a un âge bien inférieur à celui de la maturité sexuelle, on s'attendrait à ce que l'effectif du stock de reproducteurs soit sensible à des mortalités par pêche même modestes (<0,05), ce qui évoque le déclin observé dans le taux de prises des requins-taupes matures. Le point de référence correspondant au maintien de la population de reproducteurs à 30 % de son niveau initial est de F_{30} = 0,067. On estime qu'une proportion de 30 % de la biomasse de la population vierge devrait être considérée comme un niveau minimal et qu'il faudra vraisemblablement des niveaux supérieurs (F plus bas) de biomasse pour maintenir une population de reproducteurs. Selon une estimation indépendante du **taux minimal de remplacement de la mortalité** fondée sur la table de survie, la mortalité par pêche doit être inférieure à environ 0,07 pour maintenir l'effectif des reproducteurs.

La présente évaluation contient plusieurs mesures indépendantes de la **mortalité par pêche récente.** Les mortalités par pêche

estimées d'après les courbes de prises, les taux d'exploitation de Peterson et le poids moyen dans les prises (par rapport aux résultats escomptés pour des prises à $F_{0,1}$) suggèrent toutes que les mortalités par pêche de 1996 à 1998 se situaient entre $F_{0,1}$ et F_{max}, la moyenne F étant d'environ 0,11. Comme à la fois l'effort de pêche et les quotas ont été stables entre 1996 et 1998, ces résultats semblent indiquer que le niveau F récent a été supérieur d'environ 33 % à $F_{0,1}$ = 0,08.



Sources d'incertitude

La présente évaluation comporte plusieurs sources d'incertitude. Il y a de grandes lacunes dans notre connaissance de la reproduction du requin-taupe commun, notamment des incertitudes quant à la taille et à l'âge des femelles à la maturité sexuelle, ainsi qu'aux lieux de mise bas. On voit rarement des requins matures en hiver et au printemps, et leurs lieux d'hivernage restent inconnus. Cette incertitude influe sur l'estimation de l'effectif du stock de reproducteurs et pourrait aussi influencer les projections de rendement par ses effets sur la disponibilité.

Parmi les autres sources d'incertitude, citons certaines des hypothèses de l'analyse de marquage de Peterson, en particulier celles qui portent sur les taux de mortalité occasionnée par le marquage et sur les taux de perte d'étiquettes. Par ailleurs, la détermination de l'âge des vieux requins (>10 ans) n'a pas encore été validée, ce qui pourrait influer sur l'exactitude des calculs de courbes de prises. Quoiqu'il en soit, d'autres déterminations de l'âge sont nécessaires pour reconstituer plus précisément la composition selon l'âge d'après la composition selon la longueur.

Perspectives

Les requins-taupes communs produisent peu de petits et atteignent la maturité à un âge relativement tardif par rapport à l'âge de leur première capture. Cette combinaison de facteurs biologiques rend le requin-taupe commun très vulnérable à la surexploitation. Des prises annuelles moyennes d'environ 4 500 t dans les années 1960 ont mené au bout de seulement 6 ans à l'effondrement de la pêche, qui ne s'est pas véritablement rétablie avant 20 ans par la suite. Toutefois, la pêche paraissait viable dans les années 1970 et 1980, alors que les débarquements annuels moyens se situaient à 350 t. Des prises de 1000 à 2000 t durant l'ensemble des années 1990 semblent avoir eu des effets sur la population, et ont abouti à des taux de prises plus bas et un nombre nettement plus bas de femelles matures.

Le TAC provisoire de 1000 t adopté en 1996 était fondé sur des données scientifiques très limitées, ne comportant aucune estimation du rendement, de la mortalité et de l'abondance du stock. Néanmoins, ce TAC est apparemment parvenu à réduire la mortalité globale pour la rapprocher d'un niveau viable. Les prises récentes moyennes de 1 130 t par an (1996-1998) ont abouti à des taux de mortalité par pêche qui sont supérieurs de 33 % à $F_{0,1}$. Toutefois, les caractéristiques biologiques du requin-taupe commun permettent de croire que le maintien d'un stock de reproducteurs viable

nécessitera une mortalité par pêche globale quelque peu inférieure à $F_{0,1}$. Une mortalité par pêche égale à $F_{0,1}$ dans la population immature pourrait aussi être viable si on protégeait la population d'animaux matures.

Il ressort des caractéristiques biologiques du requin-taupe commun que la population fléchissante de femelles matures a besoin d'être protégée. Compte tenu de la séparation des tailles selon la saison et l'endroit, on obtiendra peut-être une diminution de la mortalité des femelles matures en limitant l'accès aux zones et aux saisons dans lesquelles les grandes femelles sont présentes.

Le financement et l'appui de l'industrie à l'étude scientifique du stock a amélioré l'exactitude et la précision de l'évaluation du stock et devrait contribuer à la viabilité de la pêche.

Pour obtenir de plus amples renseignements,

communiquer avec :

Steven Campana
Division des poissons de mer
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, Dartmouth
(Nouvelle-Écosse), B2Y 4A2

TÉL. : (902) 426-3233
FAX : (902) 426-9710
Courriel : campanas@mar.dfo-mpo.gc.ca
www.mar.dfo-mpo.gc.ca/science/shark

Références

Aasen, O. 1963. Length and growth of the porbeagle (*Lamna nasus*) in the North West Atlantic. Rep. Norwegian Fish. Mar. Invest. 13:20-37.

Campana, S., L. Marks, W. Joyce, P. Hurley, M. Showell and D. Kulka. 1999. An analytical assessment of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) population in the northwest Atlantic. MPO - Secr. can. pour l'éval. des stocks, doc. de rech. 99/158.

Distribué par le :

Bureau du processus consultatif régional des provinces Maritimes
Ministère des Pêches et des Océans
C.P. 1006, Succ. B203
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2
Téléphone : 902-426-7070
Courriel : myrav@mar.dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas
ISSN : 1480-4921

An English version is available on request at the above address.

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO, 1999. Requin-taupe commun des sous-zones 3-6 de l'OPANO. MPO – Sciences, Rapport sur l'état des stocks B3-09 (1999).